

## **Modelação da Presença de Aves de Rapina Diurnas em Pinhais Bravos do Norte e Centro de Portugal**

**Miguel Capelo\*, Nuno Onofre\*\*, Francisco Rego\*\*\*, Aurora Monzón\*\*\*\*,  
Paulo Faria\*\*\*\*\* e Paulo Cortez\*\*\*\*\***

\*Bolsheiro de Doutoramento, \*\*Técnico Superior Principal  
Estação Florestal Nacional. Departamento de Ecologia, Recursos Naturais e Ambiente,  
Quinta do Marquês, Av. da República, 2780-159 OEIRAS

\*\*\*Professor Associado c/ Agregação  
Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves. Instituto Superior de Agronomia,  
Tapada da Ajuda, 1349-017 LISBOA

\*\*\*\*Professora Associada, \*\*\*\*\*Bolsheiro de Investigação  
Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Apartado 1013, 5001-801 VILA REAL

\*\*\*\*\*Equiparado Professor Adjunto  
Escola Superior Agrária de Bragança. Campus de Santa Apolónia, Apartado 1172,  
5301-855 BRAGANÇA

---

**Sumário.** Este estudo teve como objectivo principal modelar a relação entre parâmetros descritores de duas paisagens dominadas por pinhal bravo (*Pinus pinaster* Aiton) e as suas comunidades de aves de rapina diurnas nidificantes. Para o efeito, estabeleceram-se 51 estações de amostragem na Mata Nacional de Leiria (MNL) e 45 nos Pinhais do Alto Tâmega (PAT), tendo-se empregue dois métodos de detecção destas aves: a emissão de vocalizações e a observação directa. Os trabalhos de campo decorreram nas épocas de nidificação de 1998 e 1999. Para a modelação da presença recorreu-se aos Modelos Lineares Generalizados, com as variáveis explicativas obtidas em SIG.

Foram detectadas 8 espécies na MNL e 6 nos PAT. O recurso à emissão de vocalizações facilitou a detecção, mas verificou-se ser necessário proceder a alguns ajustamentos no futuro para maximizar a sua eficácia. Os modelos obtidos seleccionaram as variáveis que relacionam uma maior probabilidade da presença das aves com a existência ou a proximidade de espaços abertos e uma menor fragmentação.

Os resultados indicam que, em áreas florestais onde a produção lenhosa é o objectivo principal, as suas comunidades de aves de rapina são favorecidas por uma gestão que crie um mosaico equilibrado entre as diferentes etapas de desenvolvimento dos povoamentos, reforçando a necessidade de se pensar o ordenamento florestal à escala da paisagem ou de toda a unidade de gestão, e não apenas ao nível individual dos povoamentos, quando se objectiva em paralelo a sustentabilidade da biodiversidade florestal.

**Palavras-chave:** Gestão florestal sustentada; *Pinus pinaster*; GLM, biodiversidade; aves de rapina

### **Modelling the Presence of Birds of Prey in Maritime Pine Stands in Central and North of Portugal**

**Abstract.** The aim of this study was to model the relationship between habitat descriptors of two forest landscapes where maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton) prevail and its diurnal birds of prey assemblages. Field work was carried out during the breeding seasons of 1998 and 1999, with 51 sampling stations established at MNL (Leiria's National Forest), and 46 at PAT (Alto Tâmega's Pine Forests). We used both vocalizations broadcasting and direct observation as detection methods. Statistical models were generated by the Generalized Linear Models technique, and explanatory variables obtained by means of a GIS.

Eight species of birds of prey were detected at MNL and six at PAT. The broadcasting technique was rather helpful on their detection, but a few modifications are needed in the future to maximize its efficacy. The models' selected variables, regarding birds' greater presence's probability, were the existence or proximity of open areas and a minor forest fragmentation.

The results show that in areas mainly assigned for timber production a more favourable forest management for birds of prey conservation should point to an equilibrium among stands different growth stages'. So, in such areas forest management should be thought not only at the stand level but also at the landscape level, in particular if forest biodiversity sustainability is to be further accomplished.

**Key words:** Sustainable forest management; *Pinus pinaster*; GLM, biodiversity; birds of prey

### **Modélisation de la Présence des Rapaces dans les Pinèdes de Pin Maritime dans le Centre et le Nord du Portugal**

**Résumé.** Le but de cette étude a été de modéliser les relations entre les descripteurs biophysiques de deux paysages forestiers où le pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton) est l'espèce dominante et leurs communautés de rapaces diurnes. Des travaux de terrain ont eu lieu pendant les saisons reproductrices de 1998 et 1999, avec 51 stations d'échantillonnage établies dans la MNL (Forêt Nationale de Leiria), et 46 dans la PAT (Pinède du Alto Tâmega). Pour la détection des rapaces nous avons utilisé deux méthodes: l'émission de vocalisations et l'observation directe. Des Modèles Linéaires Généralisés (GLM) ont été employés pour générer des modèles et des variables d'explication obtenus à l'aide d'un SIG.

Huit espèces de rapaces ont été détectées dans la MNL et six dans la PAT. L'émission des vocalisations a prouvé son utilité pour aider à la détection des oiseaux de proie en milieu forestier. Cependant, quelques modifications sont toujours nécessaires pour maximiser l'efficacité de cette technique. Les modèles statistiques ont sélectionné des variables rapprochant la probabilité d'une plus grande présence de ces oiseaux avec l'existence ou la proximité des terrains découverts et une moindre fragmentation de la forêt.

Les résultats montrent que, même chez les pinèdes ordonnées pour la production du bois, la conservation des rapaces est possible avec une gestion forestière capable de créer un équilibre entre les différents étages de croissance des peuplements plus favorable aux communautés. En outre, les résultats montrent aussi comment est-il important de penser à la gestion forestière non seulement au niveau des peuplements mais également au niveau du paysage, quand la sustentabilité de la biodiversité forestière est aussi une cible.

**Mots clés:** Gestion soutenable des forêts; *Pinus pinaster*; modèles linéaires généralisés; diversité biologique; oiseaux de proie

### **Introdução**

As aves de rapina, como predadores

de topo que são, utilizam áreas bastante vastas quando comparadas com outros grupos de aves ou de vertebrados

terrestres, fazendo uso de uma grande variedade de tipos de coberto vegetal e de estádios de desenvolvimento (ou de sucessão) florestal existentes nos seus domínios vitais. Deste modo, elas estabelecem elos entre diferentes habitats e conectam ecossistemas através das paisagens (FULLER, 1996). As populações de muitas espécies de aves de rapina estão em declínio à escala mundial, sendo que muitas delas se encontram ameaçadas de extinção (CABRAL *et al.*, 2005; IUCN, 2006) e, num largo número de casos, a sua conservação exige o planeamento e a gestão à escala da paisagem (FULLER, 1996). Com frequência estas aves têm uma posição ecológica que as torna elegíveis como espécies indicadoras quer da qualidade das cadeias tróficas ou da contaminação ambiental, quer das alterações dos habitats, dos ecossistemas e paisagens, característica essa que permite, em muitas situações, utilizá-las como "espécies chapéu"<sup>1</sup> em planeamento e gestão de paisagens (VOOUS, 1977, FULLER, 1996; PETTY, 1996, SIMBERLOFF, 1998). Por estas razões, as aves de rapina podem ter um papel relevante nos planos de gestão e monitorização florestal em que a conservação da biodiversidade é considerada também como um dos objectivos e cuja atenção tem ganho cada vez mais importância.

A expansão do pinhal bravo (*Pinus pinaster* Aiton) após o início das campanhas de arborização das dunas litorais no fim do séc. XVIII e dos baldios serranos em finais do século XIX e, sobretudo, nas décadas de 40 e 50 do século XX, sobre terrenos praticamente desarborizados (RADICH e ALVES, 2000), terão beneficiado muitas espécies de aves de rapina de ecologia florestal, tal como aconteceu na Grã-Bretanha a partir da

década de 1950 (PETTY e AVERY, 1990; PETTY, 1996). É claro que, tanto num país como noutro, existiram impactes assinaláveis sobre as espécies da fauna que existiam ou que utilizavam os habitats pré-existent reconvertidos para floresta de coníferas, como é exemplo a águia-real (*Aquila chrysaetos*), devido à eliminação dos seus habitats de caça (PALMA, 1985; PETTY e AVERY, 1990; WHITFIELD *et al.*, 2001). Em Portugal o pinheiro-bravo é ainda a espécie florestal com maior expressão no nosso território, ocupando grandes extensões, em especial no Norte e Centro. A sua área totaliza cerca de 971.000 ha<sup>2</sup>, os quais representam perto de 30% da área florestal nacional e 11% da área total do país. A silvicultura desta espécie é há muito considerada como empobrecedora das comunidades faunísticas (PINA, 1982; ONOFRE, 1986; ALMEIDA, 1988). No entanto, o conhecimento das diferentes componentes da diversidade biológica dos pinhais e das suas relações com a estrutura dos povoamentos e da paisagem florestal, bem como com o seu modo de condução, é ainda escasso. Muitas das espécies de aves de rapina são pouco abundantes no país, várias de entre elas são raras e encontram-se ameaçadas e, como referimos, podem desempenhar papéis como potenciais bioindicadores ou "espécies chapéu" ao nível da gestão e práticas florestais. Por estas razões, importa conhecer os requisitos de habitat das aves de rapina florestais, de modo a conservar no longo prazo não só populações nacionais viáveis (JAMES, 1984), como também a diversidade biológica.

Com o objectivo de colmatar alguma desta falta de informação, estudaram-se duas áreas de pinhal bravo no Centro e Norte de Portugal, procurando modelar

a relação entre alguns dos parâmetros descritores destas áreas florestais com a comunidade de aves de rapina diurnas presente (*Accipitridae* e *Falconidae*).

Enquanto habitat de suporte para as comunidades de aves de rapina, os pinhais bravos são comparativamente mais pobres do que outros habitats florestais, como sejam os montados de sobro (ONOFRE *et al.*, 1999). No entanto, dada a sua forte expressão nacional e a elevada importância que apresentam para algumas destas espécies (*e.g.*, *Accipiter spp.* e *Falco subbuteo*), é importante desenvolver modelos que possam ser directamente aplicáveis à gestão concreta destas áreas florestais com fins de promoção da biodiversidade e de conservação das espécies de aves de rapina de ecologia florestal, em níveis aceitáveis, conciliada com as funções produtivas tradicionais das matas.

## Material e métodos

### *Áreas de Estudo e Estações de Amostragem*

Para as Áreas de Estudo procurou-se, por um lado, escolher áreas localizadas em regiões bastante afastadas, ou seja, biogeograficamente distintas e, por outro, onde a propriedade e a gestão florestal fossem diferentes. Assim, a escolha final recaiu sobre a Mata Nacional de Leiria (MNL) e os Pinhais do Alto Tâmega (PAT).

A MNL é uma propriedade do Estado com 11.029 ha, situada a sul da foz do rio Liz, no concelho de Marinha Grande, sobre dunas litorais. A maior parte da sua área está florestada (98,2%), e ocupada por pinhal bravo (98,4%) (GOMES, 1991). Há mais de um século que a exploração desta mata está sujeita a planos de ordenamento do ponto de

vista da silvicultura, seguindo um regime de alto fuste regular, com os cortes de regeneração efectuados através de corte raso dos povoamentos com uma idade entre os 70 e os 80 anos. Este pinhal está dividido por aceiros e arrifes, constituindo talhões e originado assim povoamentos maioritariamente rectangulares, tendo os talhões uma dimensão média de 35 ha. Este planeamento proporciona uma estrutura em mosaico, com talhões que vão desde os recentemente cortados e replantados até aqueles que têm árvores com 80 anos e mais de 20 metros de altura. Refira-se, ainda, que se excluiu da área de estudo a faixa de pinhal mais litoral (18,2% da área arborizada), que não é explorado para a obtenção de madeira devido à fraca qualidade desta, em resultado das características exclusivamente de protecção desses povoamentos mais litorais. Uma vez que não são alvo de intervenção com intuito produtivo, estes povoamentos não permitem retirar quaisquer conclusões acerca da interacção entre o modo de exploração silvícola e a composição da comunidade de aves de rapina e daí a sua exclusão.

Os PAT localizam-se na província do Alto Douro, nos concelhos de Amarante e Mondim de Basto, e são maioritariamente de propriedade pública (baldios). Nestes pinhais delimitou-se uma área prioritária de cerca de 12.167 ha, em que a superfície florestal representa 71%, sendo 54,5% correspondente a pinhal bravo (6.631 ha). A topografia da zona é dominada por características montanhosas, com a cota máxima a atingir os 1.068 metros. O repovoamento florestal desta região iniciou-se por volta da década de trinta do Séc. XX, sobretudo com pinheiro-bravo, mas mais recentemente o eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill.) tem

ganho alguma expressão, em especial junto dos proprietários privados. Os modos de condução e manutenção dos povoamentos são de responsabilidade pública/estatal no caso dos baldios, mas a sua gestão foi desde muito cedo incipiente ou praticamente inexistente, sendo mais grave esta situação na propriedade privada. Os cortes de regeneração são feitos por corte raso quando os povoamentos atingem uma idade próxima dos 40 anos.

Em relação às Estações de Amostragem (EA), procedeu-se a uma estratificação da amostra segundo a altura média dos povoamentos e o grau de cobertura do solo pela vegetação do sob-coberto, procurando deste modo englobar todo o gradiente estrutural dos pinhais e da sua vegetação espontânea. Assim, considerando 5 classes de altura (<5 m; 5-10 m, 10-15 m, 15-20 m, >20 m), e 2 classes de grau de cobertura (sem mato = <10%; com mato = > 10%), foram sorteadas aleatoriamente 10 EA em cada classe de altura do povoamento e, dentro destas, 5 EA em cada classe de mato. O número de EA marcadas na MNL foi de 51, pois aproveitou-se uma EA supranumerária marcada e medida na maior classe de altura, enquanto que nos PAT apenas foi possível marcar 45 devido à escassez de manchas de pinhal com as características exigidas.

#### *Levantamento da comunidade de aves de rapina diurnas*

As aves de rapina diurnas florestais são animais que podem apresentar algumas dificuldades de monitorização porque, normalmente, são animais bastante discretos e difíceis de detectar (*e.g.*, *Accipiter* sp.), ocorrem em baixas densidades, têm territórios bastante

extensos e movem-se com grande rapidez, o que requer um grande esforço de amostragem (KOCHERT, 1986; IVERSON e FULLER, 1991). Assim, devido a estas dificuldades, uma contagem absoluta efectuada de modo relativamente expedito é normalmente impossível, sendo usual recorrer a abundâncias relativas e a estimativas do número de casais presentes e sua distribuição (FULLER e MOSHER, 1987; ONOFRE, 1994). O principal método de detecção por nós utilizado foi inicialmente desenvolvido nos Estados Unidos da América (E.U.A.) e consiste na emissão de gravações de vocalizações de aves de rapina, seguido de um período de escuta (FULLER e MOSHER, 1987; GEISSLER e FULLER, 1987; DEVAUL, 1989). Esta técnica é considerada como particularmente eficaz e amplamente usada para a detecção destas espécies em áreas florestais, meios onde a visibilidade é escassa (*e.g.*, IVERSON e FULLER, 1991; CERASOLI e PENTERIANI, 1992; REYNOLDS *et al.*, 2005). Embora nos E.U.A. já existam vários estudos sobre quais as vocalizações a utilizar e a eficácia na detecção de muitas espécies (JOHNSON *et al.*, 1981; KOCHERT, 1986; BOSAKOWSKI e SMITH, 1998), na Europa, para as nossas espécies, a eficácia da emissão das diferentes vocalizações não está ainda suficientemente estudada, existindo muito pouco trabalho nesta área (*e.g.*, CERASOLI e PENTERIANI, 1992).

Foram realizadas quatro sessões de emissão e detecção (inventariações) das aves de rapina em cada área de estudo, em Março/Abril e em Junho de cada ano em que decorreu o trabalho de campo, 1998 e 1999. Para além do método de emissão de vocalizações recorreu-se também à observação directa.

O primeiro consistiu na emissão de

numa sequência de vocalizações de aves de rapina com o auxílio de um leitor de cassetes portátil e um megafone de alta potência (FULLER e MOSHER, 1987; GEISSLER e FULLER, 1987; DEVAUL, 1989). As emissões foram efectuadas no centro de cada EA, sendo constituídas pelo conjunto completo das vocalizações das espécies que se consideraram à partida como possíveis ocorrentes nas áreas de estudo. As cassetes encontravam-se gravadas sequencialmente, com as vocalizações ordenadas das espécies menores para as maiores, para evitar a possível inibição das primeiras, com cada vocalização a durar 20 segundos (aproximadamente), seguida de um período de 40 segundos de escuta até nova vocalização. Cada espécie tinha a sua vocalização repetidas duas vezes, de modo a ser emitida a primeira para norte e a segunda para sul. Um período adicional de escuta de 5 minutos era feito no final da emissão de todo o conjunto de vocalizações. Os levantamentos decorreram pela manhã, em dias com pouco vento e na total ausência de precipitação.

Quanto à observação directa, esta foi realizada nos mesmos períodos mas durante a tarde, em locais elevados e de boa visibilidade, com o auxílio de binóculos e de um telescópio binocular de grande potência (20-40x). Todas as observações foram registadas em folhas da Carta Militar à escala 1:25.000. Foram igualmente registadas todas as observações adicionais recolhidas durante outros trabalhos (*e.g.*, levantamento da mamofauna, dendrometria, etc.), e nas deslocações pelas áreas de estudo. Assim, cruzaram-se todos os registos feitos pelos diferentes métodos e obteve-se uma estimativa do número de casais nidificantes.

#### *Análise estatística*

Para a realização deste estudo tiveram-se em conta, como variáveis explicativas, apenas variáveis descritoras da paisagem envolvente às EA, num raio de 500 m (CATRY *et al.*, 2002). No entanto, no âmbito do projecto em que se inseriu este estudo (*cf.* ONOFRE e REGO, 2002), recolheram-se também variáveis ao nível do povoamento (LOPES *et al.*, 2002), as quais, apesar de não terem sido utilizadas na modelação, são importantes para a caracterização dendrométrica geral das áreas de estudo, constituindo por isso uma ajuda importante para a interpretação dos modelos produzidos neste trabalho.

As variáveis de caracterização da paisagem foram obtidas com recurso a informação geográfica digital criada para as áreas de estudo. Esta base de dados foi gerada num SIG – ArcView 3.2a (ESRI Corp.) –, e num programa de CAD – MicroStation 95 (Bentley Systems Inc.) –, a partir de cartografia digital do terreno e da interpretação de orto-fotomapas digitais de 1995, com correcção de campo, para a totalidade das duas áreas. Em face das características ecológicas das aves de rapina, em particular o facto de apresentarem áreas vitais bastante extensas, na construção dos modelos apenas este conjunto de variáveis foi considerado (Quadro 1).

As variáveis dendrométricas foram colhidas numa parcela de 500 m<sup>2</sup> no centro de cada EA, seguindo a metodologia e protocolos das provas dendrométricas normalmente usados no inventário florestal. As principais variáveis obtidas foram: *Idade do povoamento, altura média, altura dominante, densidade, volume, classe de qualidade, área basal total, área basal por classes de DAP, etc.*

Recorreu-se à técnica dos Modelos Lineares Generalizados, GLM – *Generalized Linear Models* –, para a construção dos modelos explicativos da presença/ausência das rapinas nas áreas de estudo. Embora relativamente recentes, estes modelos têm sido muitas vezes utilizados para descrever as relações entre espécies e o seu ambiente (veja-se GUISSAN e ZIMMERMANN, 2000). Utilizaram-se GLM com uma distribuição *binomial* para a variável resposta e com função *logística* como função de ligação.

O ajustamento das variáveis explicativas às observações foi feito através do módulo GLZ do programa Statistica 6 (Statsoft, Inc.), seguindo um procedimento de *stepwise forward*. Para todos os modelos gerados pelos GLM foi

testado o ajustamento dos resíduos à normalidade, sendo que este é um pressuposto fundamental para a validade destes.

## Resultados

### *Levantamento da comunidade de aves de rapina diurnas*

A estimativa do número de casais nidificantes em cada área de estudo encontra-se no Quadro 2. Para além desse valor, é igualmente apresentado o valor da densidade por 100 km<sup>2</sup> para efeitos de comparação com outros trabalhos. É de realçar o facto de, pese embora o habitat dominante ser o pinhal

**Quadro 1** – Variáveis independentes consideradas na modelação

| Nº   | Nome    | Descrição  | Unidade |
|--|---------|--|---------|
| <b>Caracterização da Paisagem Envoltente às EA</b> |         |  |         |
| 1  | DAROAD  | Distância a estrada asfaltada                              | m       |
| 2  | DTRACK  | Distância a caminho de terra (incluindo aceiros e arrifes) | m       |
| 3  | DFIREB  | Distância a aceiro corta-fogo                              | m       |
| 4  | DIEDGE  | Distância a orla   | m       |
| 5  | DIAGRI  | Distância a cultura agrícola                               | m       |
| 6  | DSHRUB  | Distância a coberto arbustivo                              | m       |
| 7  | DIOPEN  | Distância a área aberta                                    | m       |
| 8  | DIFORE  | Distância a povoamento florestal mais próximo              | m       |
| 9  | DIWATL  | Distância a linha de água principal                        | m       |
| 10   | DIWATE  | Distância a massa de água                                  | m       |
| 11   | DURBAN  | Distância a área urbana                                    | m       |
| 12   | DLEISU  | Distância a área de lazer                                  | m       |
| 13   | DPOWER  | Distância a (faixa de servidão de) linha de alta tensão    | m       |
| 14   | EDGEIN  | Índice de orla/intercalação da paisagem num raio de 500 m  | -       |
| 15   | LANDDI  | Índice de diversidade da paisagem num raio de 500 m (LN)   | -       |
| 16   | PFOREST | Percentagem de área florestal num raio de 500 m            | %       |
| 17   | PPINUS  | Percentagem de área de pinhal num raio de 500 m            | %       |
| 18   | PEUCAL  | Percentagem de eucaliptal num raio de 500 m                | %       |
| 19   | PHARDW  | Percentagem de folhosas não eucalipto num raio de 500 m    | %       |
| 20   | PAGRIC  | Percentagem de cultura agrícola num raio de 500 m          | %       |
| 21   | PSHRUB  | Percentagem de área de coberto arbustivo num raio de 500 m | %       |
| 22   | POPEN   | Percentagem de área aberta num raio de 500 m               | %       |
| 23   | POTUSE  | Percentagem de área de outros habitats                     | %       |

**Quadro 2** - Número de espécies presentes, casais nidificantes e respectiva densidade (100 km<sup>2</sup>) de aves de rapina diurnas nas áreas de estudo

| Espécie                                      | MNL        |            | PAT        |           |
|--|------------|------------|------------|-----------|
|  | N.º Casais | Densidade  | N.º Casais | Densidade |
| Bútio-vespeiro ( <i>Pernis apivorus</i> )    | 1 - 2      | 1,1 - 2,2  | -          | -         |
| Milhafre-preto ( <i>Milvus migrans</i> )     | 0          | -          | -          | -         |
| Águia-cobreira ( <i>Circus gallicus</i> )    | 2          | 2,2        | -          | -         |
| Águia-caçadeira ( <i>Circus pygargus</i> )   | -          | -          | 1 - 3      | 0,8 - 2,5 |
| Açor ( <i>Accipiter gentilis</i> )           | 2 - 3      | 2,2 - 3,4  | 1 - 2      | 0,8 - 1,7 |
| Gavião ( <i>Accipiter nisus</i> )            | 0          | -          | 6 - 8      | 5 - 6,7   |
| Águia-d'asa-redonda ( <i>Buteo buteo</i> )   | 7 - 9      | 7,9 - 10,1 | 6 - 9      | 5 - 7,5   |
| Falcão-peregrino ( <i>Falco peregrinus</i> ) | 0          | -          | 2          | 1,7       |
| Peneireiro ( <i>Falco tinnunculus</i> )      | -          | -          | 2          | 1,7       |
| Ógea ( <i>Falco subbuteo</i> )               | 5 - 6      | 5,6 - 6,7  | -          | -         |
| Totais                                       | 5 - 8 spp. | 19 - 24,6  | 6 spp.     | 15 - 21,8 |

0 - de ocorrência ocasional; spp. - espécies

bravo, existirem diferenças assinaláveis na composição das duas comunidades de aves de rapina, com apenas duas espécies comuns a ambas as áreas de estudo - *Buteo buteo* e *Accipiter gentilis*.

Em relação aos resultados obtidos pela técnica de emissão de vocalizações, registou-se uma frequência total de respostas de 19,6% (N=204) na MNL e de 26,7% nos PAT (N=135)<sup>3</sup>. Por espécie, os resultados foram, por ordem decrescente, os seguintes:

•MNL - *Buteo buteo*: 12,7%; *Circus gallicus*: 4,9 %; *Falco subbuteo*: 1%; *Accipiter gentilis*: 0,5%. Não houve resposta de *Accipiter nisus* e *Pernis apivorus* às emissões.

•PAT - *Buteo buteo*: 20,7%; *Accipiter nisus*: 4,4%; *Falco tinnunculus*: 1,5%. Não houve resposta das restantes espécies às emissões.

#### Modelos para a presença/ausência

Em ambas as áreas de estudo, a modelação da presença/ausência foi feita considerando a comunidade de aves de rapina no seu todo. Assim, o modelo gerado através dos GLM para a MNL

revelou que a probabilidade de existência desta comunidade diminui com a distância a massas de água, com a distância a áreas abertas e com o índice de orla. Para os PAT, diminui com a distância à orla, com a distância a áreas de matos e com a percentagem de mato, enquanto a percentagem de eucalipto parece favorecer a probabilidade de presença (*cf.* Quadro 3).

Estes modelos classificam correctamente cerca de 74,5% dos casos na MNL (63,2% para as ausências e 81,2% para as presenças; máx. verosimilhança = 26,72680,  $\chi^2_{(3)} = 13,897$ ,  $p = 0,00305$ ), e 77,8% para os PAT (62,5% para as ausências e 86,2% para as presenças; máx. verosimilhança = 23,58163,  $\chi^2_{(4)} = 11,410$ ,  $p = 0,02234$ ). A análise dos resíduos indicou que o modelo para a MNL é robusto, enquanto que para os PAT já houve um desvio sensível relativamente à distribuição normal. Este resultado indica que se devem ter cautelas especiais na interpretação dos resultados para esta última área.

Relativamente à modelação das presenças para as espécies consideradas individualmente, apenas foi possível



construir um modelo para *Buteo buteo* na MNL (cf. Quadro 4), uma vez que para todas as restantes espécies não foi possível colher um conjunto de dados suficiente para a aplicação dos métodos estatísticos. Nas diversas tentativas de modelação para esta espécie nos PAT, verificou-se uma violação grosseira dos pressupostos dos GLM, nomeadamente no que se refere à distribuição normal dos resíduos, pelo que se optou pela não apresentação desses resultados, uma vez que qualquer interpretação não seria seriamente aceitável.

O modelo para *B. buteo* na MNL apresenta muitas semelhanças com o modelo apresentado para toda a comunidade de rapinas desta área. Existe apenas uma troca entre a variável *Índice de orla* pela variável *Porcentagem de outros usos* que não o florestal e o agrícola. A explicação global deste modelo atingiu os 82,3%, com 80% para as ausências e

84,6% para as presenças (máx. verosimilhança = 22,56540,  $\chi^2_{(3)} = 25,5$ ,  $p = 0,00001$ ). A análise dos resíduos comprovou a robustez deste modelo.

### Discussão

*Levantamento da comunidade de aves de rapina diurnas*

#### Eficácia da metodologia utilizada

A utilização da técnica de emissão de vocalizações para detectar as aves de rapina parece ter potenciado a sua detecção, pois embora não tenha sido realizado nenhum ensaio comparativo entre a frequência de resposta com e sem emissão, os resultados por nós obtidos com o auxílio da emissão de gravações terão sido bastante mais elevados do que é habitual obter-se em áreas florestais sem recurso a esta metodologia.

**Quadro 3** – Modelo GLM para a presença da comunidade de aves de rapina diurnas nos pinhais, usando uma distribuição binomial para a variável resposta e uma logística como função de ligação

| MNL       |                      |             | PAT       |                      |             |
|-----------|----------------------|-------------|-----------|----------------------|-------------|
|           | Estimativa Parâmetro | Erro Padrão |           | Estimativa Parâmetro | Erro Padrão |
| Constante | 7,30290              | 2,48991     | Constante | 0,73984              | 0,37223     |
| DIWATE    | -0,00098             | 0,00050     | DIEDGE    | -0,89270             | 0,40644     |
| DIOPEN    | -0,02076             | 0,00861     | DSHRUB    | -0,53689             | 0,45528     |
| EDGEIN    | -0,00047             | 0,00023     | PEUCAL    | 0,71014              | 0,52174     |
|           |                      |             | PSHRUB    | -1,30886             | 0,58360     |

**Quadro 4** – Modelo GLM para a presença de Águia-d'asa-redonda (*Buteo buteo*) em pinhal bravo, usando uma distribuição binomial para a variável resposta e uma logística como função de ligação

| <i>Buteo buteo</i> - MNL |                         |             |
|--------------------------|-------------------------|-------------|
|                          | Estimativa do Parâmetro | Erro Padrão |
| Constante                | 7,68700                 | 2,69137     |
| DIOPEN                   | -0,03127                | 0,01179     |
| POTUSE                   | -1,54861                | 0,69470     |
| DIWATE                   | -0,00110                | 0,00055     |

Com efeito, outros autores realizaram testes comparativos e concluíram pela sua eficácia (*e.g.*, MOSHER *et al.*, 1990; CERASOLI e PENTERIANI, 1992; McLEOD e ANDERSEN, 1998; WATSON *et al.*, 1999), alguns com valores bastante semelhantes entre si. Nos casos por nós estudados este método funcionou bastante bem com algumas espécies (*B. buteo* e *C. gallicus*), mas falhou na detecção de outras, em especial com *Accipiter spp.*, como se constata ao comparar os valores de densidade e as frequências de resposta. CERASOLI e PENTERIANI (1992) e WATSON *et al.* (1999) referem que as duas melhores alturas para a realização das emissões é no período pré-postura, durante a época nupcial, ou quando já existem crias no ninho. Embora tenhamos realizado duas sessões por época de reprodução, uma no início e outra no fim, e por ano, tal poderá ter sido insuficiente, pondo-se a hipótese de ser necessário ter de realizar mais do que duas sessões por época de modo a maximizar a resposta de espécies mais discretas, como os *Accipiter* e, eventualmente, mais cedo (Fevereiro /Março). Igualmente, o facto de as gravações abrangerem mais do que uma espécie poderá ter contribuído para a inibição das respostas por parte de algumas espécies, apesar de as vocalizações por nós utilizadas estarem gravadas e terem sido emitidas das espécies menores para as maiores, numa tentativa de evitar essa inibição. De facto, os bons resultados referidos por diversos autores para *Accipiter gentilis* poderão advir do facto de serem estudos unicamente direccionados para esta espécie (WATSON *et al.*, 1999) e, por isso, apenas com a emissão da sua vocalização e com maior frequência. BOYCE *et al.*, (2005) estudaram o

número de visitas necessárias para determinar se um local de nidificação desta espécie estava ocupado ou não, tendo concluído que eram necessárias 4 visitas para confirmá-lo com elevado grau de certeza. WATSON *et al.* (1999), num estudo semelhante, concluíram que seriam necessárias cerca de 6 - 7 visitas para que a probabilidade de detecção desta espécie fosse total, efectuando as emissões a 250 m de um ninho ocupado. Assim, propomos que a aplicação deste método deverá, sempre que possível, ser efectuada apenas direccionado para uma espécie de cada vez, realizando várias repetições durante os dois períodos referidos anteriormente. Recordamos que o açor (*A. gentilis*), é uma espécie com estatuto de conservação Vulnerável – população nacional inferior a 1000 indivíduos maturos – (ALMEIDA *et al.*, 2005), e fortemente ligada aos pinhais bravos e outros povoamentos de coníferas (FULLER, 1995; NEWTON, 1996; CRAMP, 1998; ALMEIDA *et al.*, 2005; LÖHMUS, 2005), pelo que um qualquer plano de acção para a conservação da espécie, que contemple ou não um censo completo ou preciso a nível nacional, ao visar a identificação das áreas mais importantes para a espécie, deverá empregar uma metodologia eficaz de detecção, como a utilização adicional ou preferencial da emissão de vocalizações.

#### As comunidades de rapinas e aspectos da sua ecologia

Apesar de as duas áreas de estudo serem paisagens onde predomina o pinheiro-bravo, registou-se uma forte diferença entre elas na composição das comunidades de aves de rapina diurnas. É certo que a diferença, quer no número

de espécies presentes quer na abundância total, não é, aparentemente, muito significativa, mas apenas existem duas espécies em comum em ambos os locais – a águia-d'asa-redonda (*Buteo buteo*) e o açor. A primeira é a ave de rapina que em Portugal apresenta a distribuição mais ampla, presente em quase todos os habitats agro-florestais e com a maior população nidificante (PALMA *et al.*, 1999), devido ao seu carácter generalista (CRAMP, 1998). Daí que não seja de estranhar a presença e maior abundância de *B. buteo* em ambos os locais. A segunda espécie é uma ave tipicamente associada às florestas de coníferas, como já referimos, e no nosso país mostra uma preferência acentuada pelas áreas e matas de pinheiro-bravo (PALMA *et al.*, 1999; ALMEIDA *et al.*, 2005), sendo por isso de esperar também a sua ocorrência em ambas as áreas de estudo. Ainda relativamente a estas duas espécies, verificou-se que a sua densidade é maior na MNL, o que poderá ser consequência do modo de exploração desta área, tendo em conta a realização de desbastes bem programados e a revoluções bastante mais longas, sensivelmente o dobro da verificada nos PAT. Este regime de exploração favorece a existência de povoamentos e árvores de grande porte em bastante maior quantidade e cria condições de habitat de nidificação mais adequadas para ambas as espécies, bem como de habitat de alimentação para *A. gentilis*, de acordo com a ecologia conhecida para estas espécies (CRAMP, 1998). De facto, esta última ave de rapina caça habitualmente a partir de poisos no interior dos povoamentos, perscrutando as áreas em redor, apenas requerendo espaço não muito denso sob o copado e disponibilidade de alimento no seu seio (REYNOLDS *et al.*, 1992). Por razões

opostas, deverão ser também estas características, que favorecem o açor, as responsáveis pela quase ausência de gavião (*A. nisus*) na MNL, uma vez que esse sob-copado mais aberto tende a facilitar a sua predação por parte do açor (*cf.* NEWTON, 1996). Nos PAT, pelo facto de os desbastes não serem uma prática tão corrente, os povoamentos são bastante mais densos (média igual a 1.235 árvores/ha - com 44% dos povoamentos com densidades entre 1.000 a mais de 3.000 árvores/ha -, contra densidades médias de 563 árvores/ha na MNL, onde apenas 24% dos povoamentos têm densidades superiores a 1.000 árvores/ha, com um mínimo de 120 e um máximo de 1.500 árvores no geral) (LOPES *et al.*, 2002). Tendo em conta o referido e estudos sobre a ecologia destas espécies noutros países (*e.g.*, REYNOLDS *et al.*, 1992; FULLER, 1995; NEWTON, 1996; HARRIS e HARRIS, 1997; CRAMP, 1998; LÖHMUS, 2005 e 2006), as condições da paisagem florestal nos PAT tenderão a favorecer o gavião não só quanto à adequação do habitat para nidificação, como também em termos de refúgio perante os riscos de predação por parte do açor. Esta parece-nos ser uma explicação bastante plausível para a ocorrência de gavião nos PAT e com uma densidade relativamente elevada. Para além do mais, nos PAT, predominam claramente os povoamentos de pinheiro-bravo jovens (a média de idade dos povoamentos é de 27 anos, sendo escassos os povoamentos mais velhos, com idade máxima a rondar os 68 anos), enquanto na MNL os pinhais são em média mais velhos (média de idade dos povoamentos de 38 anos; com os povoamentos com idade superior a 40 anos a representarem mais de 41%, tendo o mais velho 85 anos) (LOPES *et al.*, 2002).

Relativamente à presença de *Falco peregrinus* e *Falco tinnunculus* apenas nos PAT, esta poderá ser explicada pela presença de vários afloramentos e escarpas rochosos nesta área, os quais não existem na MNL, e que constituem um biótopo de excelência para a sua nidificação, em particular da primeira espécie (CRAMP, 1998).

*Circaetus gallicus* e *Falco subbuteo* são espécies muito dependentes dos terrenos abertos junto dos povoamentos florestais fechados, os quais são utilizados como biótopos de caça, pelo que a sua ausência nos PAT poderá ser explicada pela menor disponibilidade desses espaços. Nesta área de estudo as orlas dos pinhais estão maioritariamente ocupadas por outras espécies florestais, em particular eucalipto e outras resinosas, havendo poucos espaços agrícolas ou clareiras criadas por cortes de realização. Na MNL, pelo contrário, existem muitos espaços abertos, resultantes dos cortes rasos efectuados em anos sucessivos, e muitas vezes em talhões contíguos, pelo que as orlas entre os povoamentos de pinheiro-bravo e zonas abertas são mais abundantes. Antigamente, a regeneração dos povoamentos de pinhal bravo na MNL era assegurada simultaneamente por "sementões"<sup>4</sup>, prática esta que entretanto foi abandonada. Hoje em dia ainda são deixadas algumas árvores de grande porte, isoladas, para além do termo de exploração, mas apenas com o objectivo de obtenção de madeira de qualidade excepcional. Apesar da sua potencialidade como locais de eleição para a construção de ninhos de aves de rapina, são escassas as que os possuem. Este facto poderá ser explicado por a larga maioria destas árvores se encontrar à beira de caminhos e estradas florestais facilmente transitáveis, para facilitar a

sua futura remoção, o que faz aumentar a perturbação. Na MNL, os únicos locais com nidificação confirmada ou provável de águia-cobreira (*C. gallicus*) detectados – sempre em pinheiros de grande porte semelhantes a sementões –, encontravam-se regra geral no interior de povoamentos ou junto a aceiros e arrifes de difícil acesso, inclusive para veículos todo-o-terreno, ou afastados de caminhos e estradas asfaltadas facilmente transitáveis.

A ocorrência das restantes espécies parece estar inteiramente relacionada com a sua biogeografia, veja-se e.g. PALMA *et al.* (1999), e não com as características específicas de cada uma das áreas.

#### *Modelos para a presença/ausência*

A explicação para as diferenças entre as comunidades da MNL e dos PAT, bem como para o facto de os modelos para esta última área serem menos robustos, poderá estar na maior heterogeneidade interna dos povoamentos nos PAT e na maior homogeneidade entre si ao nível da paisagem (ONOFRE e REGO, 2002), bem como no facto destes povoamentos serem aqui mais densos, com a área basal concentrada nas classes de DAP mais baixo (LOPES *et al.*, 2002). Deve-se provavelmente às diferenças observadas nestas características na MNL a existência de uma relação mais clara entre a abundância ou a presença/ausência de aves de rapina e as variáveis ambientais na mata de Leiria. Por seu turno, mas por razões inversas, como a maior heterogeneidade interna e maior homogeneidade intra povoamentos, tais relações não parecem tão evidentes nos PAT. No entanto, as variáveis seleccionadas pelos modelos para ambas as áreas não

parecem diferir muito no seu significado geral. Contudo, só na MNL é possível extrair algumas conclusões gerais relativas aos pinhais bravos nacionais devido à robustez dos modelos obtidos nesta área. A modelação para *B. buteo* na MNL terá sido muito semelhante aos da comunidade porque esta espécie tem um peso muito grande nesta última. Assim, as variáveis seleccionadas pelos modelos parecem indicar que as actuais comunidades de aves de rapina estão fortemente dependentes da presença de áreas abertas e também de uma baixa fragmentação dos pinhais, como se confirma pelo facto da probabilidade da sua presença aumentar quando diminui a distância a áreas abertas ou às orlas dos povoamentos ou quando diminui o índice de orla. No caso concreto da MNL, os cortes de regeneração são aplicados através de corte raso dos talhões, o que cria espaços abertos com dimensão suficiente para albergarem populações relativamente abundantes de presas, como o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), a lebre (*Lepus granatensis*) e algumas espécies de répteis, tornando-as essenciais como zonas de caça para a generalidade das espécies de predadores alados presentes. O *A. gentilis* será necessariamente menos sensível a este aspecto, uma vez que é uma espécie mais do interior da floresta, i.e. que, ao contrário de *B. buteo*, é capaz de caçar no interior de povoamentos florestais, desde que não sejam muito densos, bem como no seu exterior, junto das suas orlas (KENWARD, 1996; BEIER e DRENNAN, 1997). Assim, a continuidade deste tipo de ordenamento espacial e gestão florestal na MNL parecem assegurar quer habitat de alimentação quer habitat de nidificação para todas as espécies presentes, em especial à medida que os

talhões têm uma idade cada vez mais próxima do termo de exploração, entre 70 a 80 anos. Esta idade de corte é pouco usual na maioria dos pinhais portugueses, a qual rondará os 40 a 50 anos, como acontece nos PAT. Esta é uma das razões que poderá explicar a diferença, pela positiva, entre a MNL e esta área, razão bastante para que a idade de corte na MNL não devesse ser reduzida em planos de exploração futuros.

Podemos pois concluir, pelos resultados da modelação, que os povoamentos regulares, mais intervencionados, não são necessariamente menos favoráveis à presença das aves de rapina nos pinhais bravos que outras áreas da mesma espécie sujeitas a outros regimes de exploração. Com efeito, é sabido que a estrutura vertical da vegetação nos povoamentos irregulares é mais diversa que nos povoamentos equiétricos (ou regulares) e, por isso, são potencialmente mais ricos do ponto de vista faunístico, ao nível estrito do povoamento (DEGRAAF *et al.*, 1991; DEGRAAF *et al.*, 1992). Contudo, em termos da estrutura horizontal da vegetação, i.e. da paisagem, as áreas florestais constituídas por povoamentos regulares, em diferentes estádios de desenvolvimento e presentes em proporção equilibrada, são mais biodiversas em fauna que paisagens florestais homogéneas compostas exclusivamente por povoamentos irregulares (ou jardinados) (DEGRAAF *et al.*, 1991; DEGRAAF *et al.*, 1992; FULLER, 1995). Ao contrário destas últimas áreas, onde a uniformidade da estrutura horizontal é mantida em largos espaços por cortes selectivos ou por grupos de árvores, que apenas criam clareiras pequenas ou muito pequenas, nas áreas onde predominam os povoamentos regulares, os cortes de realização/regeneração são

constituídos por cortes rasos de dimensão regra geral bastante maior, o que permite a existência de estádios de sucessão florestal jovens, formados por clareiras herbáceas ou arbustivas de razoável tamanho. Estas áreas são colonizadas por um número variado de espécies de aves típicas ou utilizadoras de biótopos abertos, bem como por mamíferos e répteis (DEGRAAF *et al.*, 1992; FULLER, 1995; PETTY, 1996). Existem, no entanto, outros autores que recomendam diferentes tipos de cortes de realização, de menor dimensão (GROSSE, 1997), ou uma combinação dos três tipos de cortes e de tipo de povoamentos – regulares e irregulares –, na mesma paisagem florestal (DEGRAAF *et al.*, 1992; HARRIS e HARRIS, 1997; REWA, 2004).

As comunidades de aves de rapina estudadas estão intimamente ligadas à gestão florestal efectuada, sendo mais favorável aquela que permite criar um mosaico equilibrado entre as diferentes etapas de desenvolvimento dos povoamentos, desde os cortes rasos até aos povoamentos com uma idade avançada e árvores de grande porte (alto-fustes maduros e outros em estado de caducidade, caducos do tipo *old-growth*<sup>5</sup>). Paisagens deste género fornecem pois habitats mais variados e promovem por isso a ocorrência de uma maior variedade de espécies e comunidades animais, inclusive espécies raras (JAMES, 1984; PETTY e AVERY, 1990; DEGRAAF *et al.*, 1992; FULLER, 1995; PETTY, 1996). No entanto, combinações de povoamentos regulares (equiênicos) e irregulares (jardinados) poderão ser empregues conjuntamente no planeamento florestal, de modo a maximizar ou otimizar a diversidade da fauna animal, não perdendo de vista os objectivos de produção de lenho, mesmo em áreas

onde esta é a vocação primeira ou prioritária (REWA, 2004).

Contudo, desconhece-se ainda muito sobre a ecologia das aves de rapina florestais e sobre as "causas e efeitos" da gestão florestal sobre aquela. Ora, tendo em conta este desconhecimento e considerando as vastas áreas e habitats utilizados por este grupo de aves, a conservação das aves de rapina florestais, no seu conjunto, será melhor sucedida se for enquadrada numa estratégia global de conservação da biodiversidade à escala da paisagem (FULLER, 1996). Estamos assim, na actualidade, perante a necessidade de se pensar o ordenamento florestal à escala da paisagem e não apenas ao nível individual dos povoamentos. Só assim parece ser possível, à semelhança do que diz FULLER (1996), favorecer a permanência de aves de rapina nos nossos pinhais de produção, mesmo que com níveis populacionais mais reduzidos quando comparados com outros biótopos florestais (p.ex. os montados) (ONOFRE *et al.*, 1999). Este último aspecto poderá ser parcialmente explicado pelo modo como são implementadas algumas das práticas de tratamento e condução dos pinhais, as quais poderão ter influências negativas para a comunidade de aves de rapina. É o caso da não adequação dos calendários de realização das operações silvícolas com as necessidades de sossego durante a época de nidificação, o que exigirá um acompanhamento dos casais nidificantes para se poder adaptar, quer temporal, quer espacialmente, todas as intervenções a realizar. Torna-se, pois, necessário a realização de programas de monitorização e de estudos mais aprofundados para descrever possíveis relações causa/efeito entre as práticas silvícolas e as suas consequências, positivas ou negati-

vas, nesta comunidade, procurando melhorar os modelos de gestão das áreas florestais dominadas pelo pinheiro-bravo.

### Agradecimentos

Desejamos expressar o nosso agradecimento ao Núcleo Florestal do Centro Litoral, na Marinha Grande, por todo o apoio imprescindível prestado, quer em termos logísticos, quer pela disponibilização de dados dendrométricos.

Este estudo foi financiado pela FCT - Fundação para a Ciência e Tecnologia através do Programa PRAXIS XXI (projecto 3/3.2/FLOR/2126/95, "Modelação de Parâmetros de Biodiversidade em Áreas de Pinhal Bravo"), e pela concessão da Bolsa de Iniciação à Investigação Científica 4/4.1/BICJ/4123/96 e pela Bolsa de Doutoramento SFRH/BD/19670/2004.

### Bibliografia

- ALMEIDA, J., 1988. Estudo da avifauna nidificante de dois biótopos da Área de Paisagem Protegida da Serra do Açor: o bosque caducifólio (*Rusco-Quercetum ruboris*) e o pinhal bravo (*Pinus pinaster* Aiton). *Ciênc. Biol. Ecol. Syst.* (Portugal) **8**: 15-28.
- ALMEIDA, J. (coord.), CATRY, P., ENCARNÇÃO, V., FRANCO C., GRANADEIRO, J.P., LOPES, R., MOREIRA, F., OLIVEIRA, P., ONOFRE, N., PACHECO, C., PINTO, M., PITTA GROZ, M.J., RAMOS, J., SILVA, I., 2005. *Accipiter gentilis* Açor. In: *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal* (eds., M.J. Cabral (coord.), J. Almeida, P.R. Almeida, T. Dellinger, N. Ferrand de Almeida, M.E. Oliveira, J.M. Palmeirim, A.I. Queiroz, L. Rogado, M. Santos-Reis), Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, pp. 225-226.
- BEIER, P., DRENNAN, J.E., 1997. Forest structure and prey abundance in foraging areas of Northern Goshawks. *Ecological Applications* **7**(2): 564-571.
- BOSAKAWSKI, T., SMITH, D.G., 1998. Response of a forest raptor community to broadcasts of heterospecific and conspecific calls during the breeding season. *Canadian Field-Naturalist* **112**(2): 198-203.
- BOYCE JR., D.A., KENNEDY, P.L., BEIER, P., INGRALDI, M.F., MACVEAN, S.R., SIDERS, M.S., SQUIRES, J.R., WOODBRIDGE, B., 2005. When are Goshawks not there? Is a single visit enough to infer absence at occupied nest areas? *Journal of Raptor Research* **39**(3): 296-302.
- CABRAL, M.J. (coord.), ALMEIDA, J., ALMEIDA, P.R., DELLINGER, T., FERRAND DE ALMEIDA, N., OLIVEIRA, M.E., PALMEIRIM, J.M., QUEIROZ, A.I., ROGADO, L., SANTOS-REIS, M., (eds.), 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*, Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, 660 pp.
- CATRY, F., ONOFRE, N., MONZÓN, A., MENDES SILVA, M., BOTÁNICA, O., REGO, F. 2002. *Relatório de actividades da componente SIG. Relatório Final do Projecto PRAXIS XXI n.º 3/3.2/FLOR/2126/95. Vol. 1, Estação Florestal Nacional, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Instituto Superior de Agronomia e Escola Superior Agrária de Bragança. Julho - 2002. Oeiras, 7 pp.*
- CRAMP, S., 1998. *The complete birds of the Western Palearctic on CD-ROM*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- CERASOLI, M., PENTERIANI, V., 1992. Effectiveness of censusing woodland birds of prey by playback. *Avocetta* **16**: 35-39.
- CRAWLEY, M., 1993. *GLIM for Ecologists*. Blackwell Science. Oxford, UK, 380 pp.
- DEGRAAF, R.M., SCOTT, V.E., HAMRE, R.H., ERNST, L., ANDERSON, S.H., 1991. *Forest and rangeland birds of the United States natural history and habitat use*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook 688. Northern Prairie Wildlife Research Center Online. <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/birds/forest/index.htm> (Version 03NOV98).

- DEGRAAF, R.M., YAMASAKI, M., LEAK, W.B., LANIER, J.W. 1992. *New England wildlife: management of forests habitats*. Radnor, PA, U.S. Dept. of Agric. For. Serv. North-western Forest. Gen. Tech. Rep. NT-144, 271 pp.
- DEVAUL, H., 1989. Survey techniques for woodland hawks in the Northeast. In *Proc. Northeast Raptor Management Symposium and Workshop*, (eds., M.N. Le Franc Jr., M.B. Moss), Nat. Wildl. Fed., Syracuse, New York. *Nat. Wildl. Fed. Scientific and Technical Series* **13**: 301-310.
- FULLER, R.J., 1995. *Bird life of woodland and forest*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 244 pp.
- FULLER, M.R., 1996. Forest raptor population trends in North America. In *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes* (eds., R.M. DeGraff, R.I. Miller), Chapman & Hall, London, pp. 167-208.
- FULLER, M.R., MOSHER, J.A., 1987. Raptor survey techniques. In *Raptor Management Techniques Manual*, (eds., B.A. Pendleton, B.A. Millsap, K.W. Cline, D.M. Bird), Natl. Wildl. Fed., Washington, D.C., pp. 37-65.
- GEISLER, P.H., FULLER, M.R., 1987. Estimation of the proportion of area occupied by an animal species. In *Proc. of the Survey Research Methods Section, American Statistical Association*, pp. 533-538.
- GOMES, S., 1991. A Mata de Leiria. *DGF Informação* **6**: 20-24.
- GROSSE, J.W., 1997. *Relative abundances of birds of prey in different forest habitats in the Western Newfoundland Model Forest*. Thesis for the degree of Master of Science, Memorial University of Newfoundland, St. John's, Newfoundland, Canada, 56 pp.
- GUISAN, A., ZIMMERMANN, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**(2): 147-186.
- HARRIS, E., HARRIS, J., 1997. *Wildlife conservation in managed woodland and forests*. 2nd Ed. Research Studies Press Ltd, Taunton, England, 342 pp.
- IUCN, 2006. *2006 IUCN Red List of Threatened Species*. Disponível em <http://www.iucnredlist.org>. Consultado em Setembro 2006.
- IVERSON, G.C., FULLER, M.R., 1991. Area-occupied survey technique for nesting woodland raptors In *Proc. Northeast Raptor Management Symposium and Workshop*, (eds., M.N. Le Franc Jr., M.B. Moss), Nat. Wildl. Fed., Chicago, Illinois. *Nat. Wildl. Fed. Scientific and Technical Series* **15**: 118-124.
- JAMES, R.D., 1984. *Habitat Management Guidelines for Ontario's Forest Nestings Accipiters, Buteos and Eagles*. MNR # 51607. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario, Canada, 23 pp.
- JOHNSON, R.R., BROWN, B.T., HAIGHT, L.T., SIMPSON, J.M., 1981. Playback recording as a special avian censusing technique. In *Estimating Numbers of Terrestrial Birds*, (eds., C.J. Ralph, J.M. Scott). *Studies in Avian Biology* **6**: 68-75.
- KENWARD, R.E., 1996. Goshawk adaptation to deforestation: does Europe differ from North America? In *Raptors in Human Landscapes: Adaptations to Built and Cultivated Environments*, (eds., D. Bird, D. Varland, J. Negro), Academic Press Ltd., London, UK, pp. 233-243.
- KOCHERT, M.N., 1986. Raptors. In *Inventory and monitoring of wildlife habitats*, (eds., A.Y. Cooperrider, R.J. Boyd, H.R. Stuart), U.S. Dep. Inter., Bur. Land. Manage., Serv. Cent., Denver, Colorado, pp 313-349.
- LÖHMUS, A., 2005. Are timber harvesting and conservation of nest sites of forest-dwelling raptors always mutually exclusive? *Animal Conservation* **8**(4): 443-450.
- LÖHMUS, A., 2006. Nest-tree and nest-stand characteristics of forest-dwelling raptors in east-central Estonia: implications for forest management and conservation. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* **55**: 31-50.



- LOPES, D., ONOFRE, N., REGO, F., MONZÓN, A., 2002. *Caracterização dendrométrica dos povoamentos de pinheiro-bravo na Mata Nacional de Leiria e nos Pinhais do Alto-Tâmega*. Relatório Final do Projecto PRAXIS XXI n.º 3/3.2/FLOR/2126/95 "Modelação de parâmetros indicadores de biodiversidade em áreas de pinhal bravo do norte e centro de Portugal", Vol. 2, Estação Florestal Nacional, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Instituto Superior de Agronomia e Escola Superior Agrária de Bragança. Julho - 2002. Oeiras, 12 pp.
- MCCULLAGH, P., NELDER, J.A., 1989. *Generalized Linear Models*. 2ª Ed. Monographs on Statistics and Applied Probability 37. Chapman & Hall/CRC. Boca Raton, Florida, 511 pp.
- MCLEOD, M.A., ANDERSEN, D.E., 1998. Red-Shouldered Hawk broadcast surveys: Factors affecting detection of responses and population trends. *Journal of Wildlife Management* **62**(4): 1385-1397.
- MOSHER, J.A., FULLER, M.R., KOPENY, M., 1990. Surveying woodland raptors by broadcast of conspecific vocalizations. *Journal of Field Ornithology* **61**(4): 453-461.
- NEWTON, I., 1996. Sparrowhawks in conifer plantations. In *Raptors in Human Landscapes: Adaptations to Built and Cultivated Environments*, (eds., D. Bird, D. Varland, J. Negro), Academic Press Ltd., London, UK, pp 191-199.
- ONOFRE, N., 1986. Sobre o ordenamento dos meios florestais para a conservação das aves não cinegéticas. In *1º Congresso Florestal Nacional*. Dezembro, 1986, Lisboa, pp 328-340.
- ONOFRE, N., 1994. Métodos de detecção e recenseamento de rapinas diurnas. In *Métodos de Censo e Atlas de Aves*, (eds., Almeida, R. Rufino). SPEA -Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa, pp. 14-22.
- ONOFRE, N., REGO, F., 2002. *Relatório integrador*. Relatório Final do Projecto PRAXIS XXI n.º 3/3.2/FLOR/2126/95. Vol. 1, Estação Florestal Nacional, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Instituto Superior de Agronomia e Escola Superior Agrária de Bragança. Julho - 2002. Oeiras, 39 pp.
- ONOFRE, N., CAPELO, M., FARIA, P., TEIXEIRA, F., CORTEZ, P., BLANCO, H., CONDEÇO, V., CRUZ, C., PINHEIRO, A., ROSA, G., CLARO, J., VENADE, D., ALMEIDA, J., PAIS, M., SAFÁRA, J., CANGARATO, R., PEÇA, C., PEREIRA, D., 1999. Estimativas de abundância de aves de rapina diurnas em habitats florestais e agrícolas em Portugal. In *Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*, (eds., P. Beja, P. Catry, F. Moreira), SPEA, Faro, 30 Outubro a 1 Novembro, pp 177-179.
- PALMA, L., 1985. The present situation of birds of prey in Portugal. In *Conservation Studies on Raptors*, (eds., I. Newton, R.D. Chancellor), International Council for Bird Conservation, Tech. Publ., 5, pp. 3-14.
- PALMA, L., ONOFRE, N., POMBAL, E., 1999. Revised distribution and status of diurnal birds of prey in Portugal. *Avocetta* **23**(2): 3-18.
- PETTY, S.J., AVERY, M.I., 1990. *Forest Bird Communities. A review of the ecology and management of forest bird communities in relation to silvicultural practices in the British uplands*. Forest Commission Occasional Paper, 26, Edinburgh, UK, 110 pp.
- PETTY, S.J., 1996. Adaptations of raptors to man-made Spruce-forests in the Uplands of Britain. In *Raptors in Human Landscapes: Adaptations to Built and Cultivated Environments*, (eds., D. Bird, D. Varland, J. Negro), Academic Press Ltd., London, UK, pp. 201-214.
- PINA, J.P., 1982. *Avifauna nidificante de povoamentos artificiais de Pinus pinaster Aiton e Eucalyptus globulus Labill*. Rel. Activ. do Curso de Eng. Silvicultor. ISA. Lisboa, 25 pp.

- REYNOLDS, R.T., GRAHAM, R.T., REISER, M.H., BASSET, L.R., KENNEDY, P.L., BOYCE, JR, D.A., GOODWIN, G., SMITH, R., FISHER, L., 1992. *Management recommendations for the Northern Goshawk in the Southern United States*. Gen. Tech. Rep. RM-217. Ft. Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 90 pp.
- RADICH, M.C., ALVES, A.A.M., 2000. *Dois séculos da floresta em Portugal: séculos XIX e XX*, Lisboa, 226 pp.
- REYNOLDS, R.T., WIENS, J.D., JOY, S.M., SALAFSKY, S.R., 2005. Sampling Considerations for Demographic and Habitat Studies of Northern Goshawks. *Journal of Raptor Research*. **39**(3): 274-285.
- REWA, C. (ed.) 2004. Managing Forests for Fish and Wildlife. *Fish and Wildlife Habitat Management Leaflet*, **18**. NRCS Wildlife Habitat Management Institute, USDA, USA, 44 pp.
- SIMBERLOFF, D., 1998. Flagships, Umbrellas, and Keystones: Is Single-species Management Passé in the Landscape Era? *Biological Conservation* **83**(3): 247-257.
- VOOUS, K.H., 1977. Three lines of thought for consideration and eventual action. In *World Conference on Birds of Prey. Report of proceedings*. (eds., R.D. Chancellor), Vienna, 1-3 October, 1975, International Council of Bird Preservation, Hampshire, UK, pp. 343-347.
- WATSON, J.W., HAYS, D.W., PIERCE, D.J., 1999. Efficacy of Northern Goshawk broadcast surveys in Washington State. *Journal of Wildlife Management* **63**(1): 98-106.
- WHITFIELD, D.P., DAVID R.A. MCLEOD, D.R.A., ALAN H. FIELDING, A.H., BROAD, R.A., EVANS, R.J., HAWORTH, P.H., 2001. The effects of forestry on golden eagles on the island of Mull, western Scotland. *Journal of Applied Ecology* **38**: 1208-1220.

Entregue para publicação em Julho de 2007  
 Aceite para publicação em Setembro de 2007

<sup>1</sup> "Espécies Chapéu" adaptação do termo anglo-saxónico *Umbrella species*, que se definem como espécies com uma área vital extensa, cujas medidas de protecção e gestão do habitat acabam por beneficiar indirectamente muitas outras espécies co-existent no mesmo local (SIMBERLOFF, 1998).

<sup>2</sup> Dados preliminares do Inventário Florestal Nacional (4ª Revisão) em Julho de 2006. <http://www.dgrf.min-agricultura.pt/v4/dgf/pub.php?ndx=2563>

<sup>3</sup> A frequência total de respostas é o valor, em percentagem, do número de contactos positivos durante a emissão das vocalizações pelo número total de sessões de emissão efectuadas.

<sup>4</sup> Árvores de grande dimensão, seleccionadas e deixadas com espaçamentos regulares no seio das áreas de corte final para disseminarem verticalmente a sua semente.

<sup>5</sup> *Old-growth* é o termo anglo-saxónico para designar estádios de sucessão ou desenvolvimento florestal onde o acréscimo médio anual lenhoso do arvoredado já se encontra em fase de declínio e em que se verifica uma mortalidade evidente do arvoredado, que se encontra em pé ou no solo, o aparecimento de cavidades naturais no arvoredado, a abertura de pequenas clareiras e um maior desenvolvimento da vegetação natural no sob-coberto, inclusive árvores folhosas autóctones e/ou espécies tolerantes ao ensombramento. Refere-se pois em regra a povoamentos muito maduros ou mesmo caducos, que no entanto não chegam a existir na MNL, a não ser nas "áreas de protecção" - faixa mais litoral e encostas da ribeira de Moel.